

Biologische stabilisatie van slib

Voordracht uit de 16e vakantiecursus in behandeling van afvalwater 'Slib opnieuw bekeken', gehouden op 7 en 8 mei 1981 aan de TH Delft.

Inleiding

Bij de behandeling van afvalwater wordt slib geproduceerd. De afroombare en bezinkbare bestanddelen van het afvalwater worden doorgaans mechanisch afgescheiden en vormen het primaire slib. Het bij de aerobe behandeling gevormde bacteriemateriaal wordt secundair slib genoemd. Wanneer ook een aparte fysisch-chemische behandeling wordt toegepast, bijv. voor de verwijdering van fosfaat, ontstaat nog een derde hoofdzakelijk uit anorganische stoffen bestaande slibstroom.



DR. IR. A. F. M. VAN VELSEN
Vakgroep Waterzuivering
Landbouwhogeschool

Primair en secundair slib tezamen heeft na indikking een drogestof gehalte variërend van 2-6 %, terwijl 65-80 % van de drogestof bestaat uit organisch materiaal. Bij de opslag van slib wordt onder invloed van microbiologische processen (hydrolyse en fermentatie) een gedeelte van het organische materiaal omgezet in laagmoleculaire verbindingen en waterstof. Door het hoge gehalte aan organische stof en de geringe aanwezigheid en toevoer van waterstofacceptoren als O_2 , NO_3^- en SO_4^{2-} , ontstaat er snel een anaeroob milieu. De bij de hydrolyse en fermentatie gevormde waterstof wordt nu teruggevoerd naar de fermentatieproducten. Dit noemen we een gemengd zure gisting met als eindproducten een aantal laagmoleculaire gereduceerde verbindingen als vluchtige vetzuren, H_2S en mercaptanen (zie afb. 1). De vervluchtiging van deze componenten draagt in belangrijke mate bij aan de stank, die vrijkomt bij de opslag van geconcentreerde rotbare afvalstromen als rioolslib en mest [1].

De gemengd zure gisting wordt gereguleerd door eindproductremming, d.w.z. bij een bepaalde concentratie aan eindproducten komt het proces tot stilstand. Dit heeft tot gevolg, dat bestanddelen na vervluchtiging (stank!) weer opnieuw uit de nog aanwezige complexe organische stof worden gevormd, zodat stankoverlast t.g.v. uitrottend slib zeer langdurig kan zijn. Naast stankoverlast heeft niet-gestabiliseerd rioolslib nog een aantal andere nadelen voor de omgeving, te weten:

- het slib is hygiënisch niet betrouwbaar
- het trekt ongedierte, zoals ratten en insecten, aan
- het is doorgaans slecht ontwaterbaar.

Biologische stabilisatie van slib

Eerdergenoemde problemen bij de opslag van niet-gestabiliseerd slib kunnen worden voorkomen door de biologisch afbreekbare bestanddelen te elimineren of om te zetten in stoffen, die niet of nauwelijks rotbaar zijn. Dit noemen we stabilisatie. Wanneer slib aan zichzelf wordt overgelaten, zal het na verloop van tijd een natuurlijke stabilisatie ondergaan als gevolg van de vervluchtiging van gereduceerde verbindingen (stank!), de ontwikkeling van een methaanvormende bacteriepopulatie en het optreden van aerobe mineralisatieprocessen aan het sliboppervlak, waar een – zij het geringe – toevoer van luchtzuurstof mogelijk is. Een dergelijk natuurlijke stabilisatie kan echter in de praktijk niet worden toegepast vanwege de langdurige overlast voor de omgeving. Beide in de natuur voorkomende processen, aerob en anaerob, worden ook toegepast voor de gecontroleerde stabilisatie van slib. Controle van deze processen maakt het mogelijk, dat de omzettingen sneller verlopen dan in de natuur en dat problemen als stankoverlast e.d. kunnen worden voorkomen.

Aerobe stabilisatie is gebaseerd op een geforceerde toevoer van (lucht) zuurstof, zodat in het slib geen anaerobie optreedt. De afbreekbare organische stof wordt omgezet in koolzuur, water, mineralen en bacteriemateriaal. Bij anaerobe stabilisatie worden de omzettingen versneld door de temperatuur van het slib te verhogen t.o.v. de omgevingstemperatuur en door zodanige omstandigheden te creëren, dat er zich in de reactor een actieve methaanvormende bacteriepopulatie ontwikkelt en handhaaft. Het organische materiaal in het slib wordt nu omgezet in methaan, koolzuur, mineralen en bacterie-

materiaal. Het geproduceerde methaan en koolzuur ontwijkt als gas (biogas) en kan worden gebruikt als brandstof.

De biologische achtergrond van beide stabilisatieprocessen is geschetst in afb. 1.

Naast de bestrijding en preventie van stankoverlast leidt de toepassing van biologische stabilisatieprocessen tot de volgende voordelen:

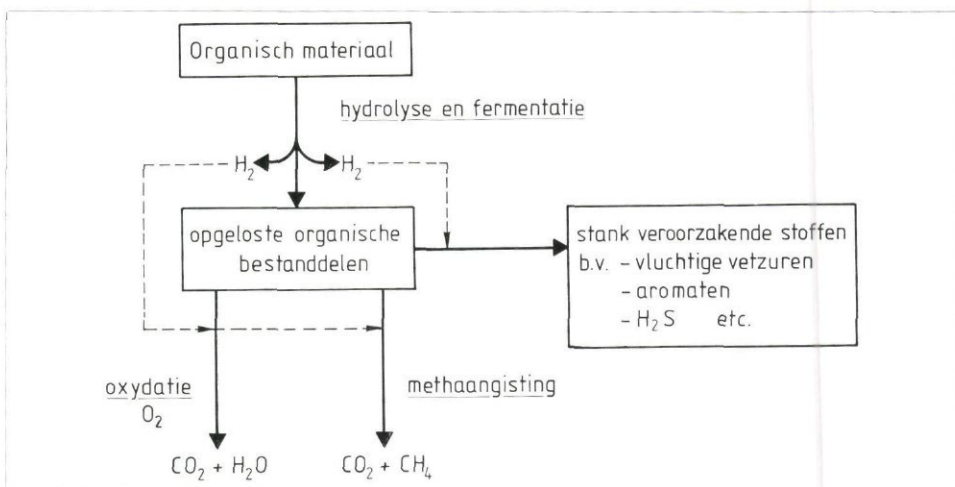
- een volumereductie van het evt. af te voeren slib als gevolg van de reductie van het drogestof gehalte en een verbetering van de ontwateringseigenschappen van het slib;
- een afdoding van pathogenen, vooral wanneer de stabilisatie wordt uitgevoerd bij hoge temperatuur (50 °C en hoger);
- de produktie van een bruikbare brandstof, nl. biogas, bij anaerobe stabilisatie.

Criteria voor de mate van stabilisatie

Strikt genomen is slib pas stabiel wanneer het in de tijd geen veranderingen meer ondergaat. Het zal duidelijk zijn, dat biologische processen geen eindproduct kunnen opleveren dat hieraan voldoet, al was het alleen al door de vorming van nieuw bacteriemateriaal waaruit na lysis weer afbreekbaar organisch materiaal vrijkomt. Het is daarom van belang te omschrijven aan welke criteria het eindproduct van biologische stabilisatieprocessen moet voldoen.

In de praktijk beschouwt men slib gestabiliseerd, wanneer bij opslag, bijv. op droogbedden, geen stank wordt gevormd [2]. Eventuele stankvorming openbaart zich echter pas bij opslag, wanneer het al te laat is om maatregelen te nemen. Daarom is er behoefte aan algemeen toepasbare en snel uitvoerbare methodes om

Afb. 1 - Schematische weergave van de biologische processen, die aanleiding geven tot stankvorming bij de opslag van niet-gestabiliseerd slib en de plaats van aerobe en anaerobe omzettingen bij het stabilisatieproces.



TABEL I - Enkele criteria voor de stabilisatie van zuiveringsslib [3].

| | |
|-----------------|----------------------------|
| <i>Anaeroob</i> | – Gasproductie |
| | – organisch stofgehalte |
| <i>Aeroob</i> | – organisch stofgehalte |
| | – vetgehalte |
| | – biochemische activiteit |
| | – ademing |
| | – H ₂ S vorming |

vast te stellen of het in behandeling zijnde slib aan bovengenoemd criterium voor stabilisatie voldoet.

Een geschikte controle-parameter voor anaerobe stabilisatie-processen is de methaanproductie, die direct inzicht geeft in de verwijdering van het afbreekbare organische materiaal. Voor aerobe stabilisatieprocessen is het moeilijker geschikte criteria te vinden. Een aantal methodes, die in de literatuur worden voorgesteld en beschreven, zijn samengevat in tabel I [3]. In de praktijk wordt echter geen van de in tabel I genoemde methodes algemeen toegepast, maar gaat men doorgaans af op ervaring.

In het navolgende zal dieper worden ingegaan op de anaerobe en aerobe stabilisatieprocessen, zoals die in de praktijk worden toegepast. Daarbij ligt de nadruk op het anaerobe proces, omdat dit algemeen wordt toegepast en als gevolg van de sterk stijgende energieprijzen ook voor de toekomst de beste perspectieven biedt.

Anaerobe stabilisatie van slib

Het verschijnsel, dat bij rotting van organisch materiaal een brandbaar gas wordt gevormd is reeds in de 17e eeuw beschreven [4].

De eerste toepassing van het anaerobe proces bij de behandeling van afvalwater, beschreven in de literatuur [5], vond plaats in Exeter (Engeland) in 1895. Daar werd huishoudelijk afvalwater behandeld in een 'zorgvuldig ontworpen' septic tank. Het geproduceerde gas werd gebruikt voor straatverlichting.

Sindsdien is anaerobe gisting, al dan niet met nuttig gebruik van het geproduceerde gas, in toenemende mate toegepast bij de stabilisatie van zuiveringsslib. Ondanks de algemene toepassing van het proces was er tot een tiental jaren geleden weinig bekend van de microbiologie en biochemie van de anaerobe gisting. Het laatste decennium echter is het onderzoek sterk geïntensiveerd, wat vooral is te danken aan de – overigens nog steeds – groeiende belangstelling voor energieproductie uit biomassa en afval. Naar de meest recente inzichten [6, 7] verloopt het proces zoals weergegeven in afb. 2.

De eerste stap bij de vergisting van complex organisch materiaal is een hydrolyse, die buiten de bacteriecel plaatsvindt, gevolgd door een fermentatie van de hydrolyseproducten. Dit proces is in feite identiek aan de omzettingen, die optreden bij de spontane aanrotting van slib. Bij een gecontroleerde gisting echter wordt de gevormde waterstof weggenomen door methaanvormende bacteriën en gebruikt voor de reductie van koolzuur. Er vindt nu geen ophoping van waterstof in het medium plaats en een volledige omzetting van de biologisch afbreekbare stoffen wordt mogelijk.

Een aantal producten van de fermentatie, zoals propionzuur, boterzuur en valerianzuur kunnen niet direct als substraat worden gebruikt door de methaanvormende bacteriën, maar moeten eerst verder worden omgezet tot azijnzuur, koolzuur en waterstof. Deze omzettingen, die worden uitgevoerd door de zgn. H₂-producerende acetogene bacteriën, verlopen om thermodynamische redenen uitsluitend bij zeer lage waterstofspanning, zodat de H₂-producerende acetogene bacteriën alleen kunnen groeien in de aanwezigheid van andere organismen, die de geproduceerde waterstof effectief wegnemen, zoals sulfaat-reducerende en methaanvormende bacteriën. Op deze manier zijn in een anaerobe bacteriepopulatie de H₂-producerende acetogene bacteriën en de methaanvormende bacteriën wederzijds van elkaar afhankelijk.

De vorming van methaan, het 'sleutel'-proces bij de anaerobe gisting, is zodoende het gevolg van de gemeenschappelijke activiteit van beide bacteriegroepen. Wanneer één van beide (of beide) wordt geremd of

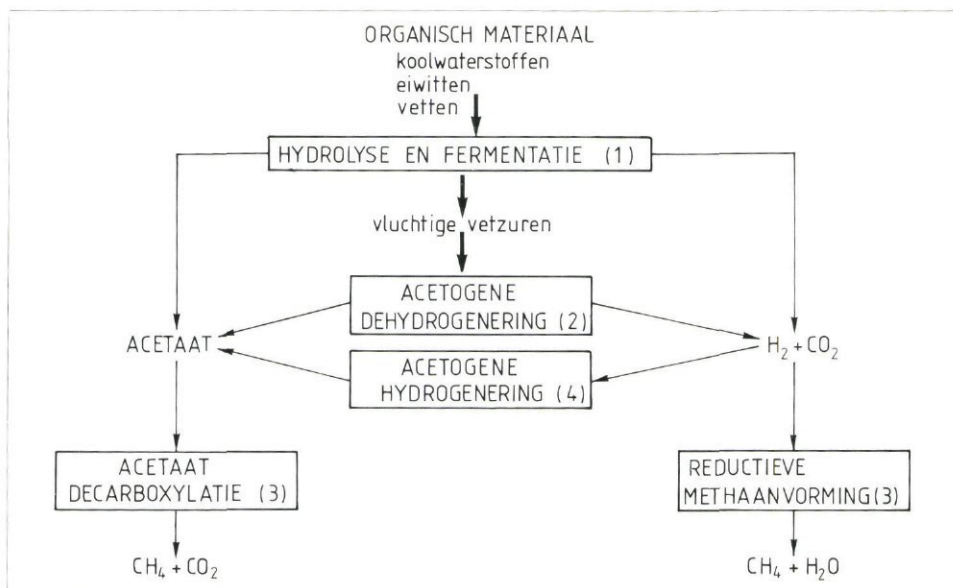
wanneer de symbiontische relatie wordt verstoord, stagneert de methaanvorming en vindt er een ophoping plaats van organische zuren. Afhankelijk van de buffercapaciteit van het medium zal dit een daling van de pH tot gevolg hebben. Bij een ernstige verstoring van de methaanvorming en een onvoldoende buffering van het medium kan de pH dalen tot waarden beneden pH = 6. Bij deze pH komt de methaanvorming volledig tot stilstand. De organische zuren hopen zich dan versneld op en we spreken van een verzuurde gisting. Overigens kan een ophoping van vetzuren ook worden veroorzaakt door een plotselinge verhoging van het aanbod van organische zuren, bijv. ten gevolge van een belastingverhoging of een plotselinge toename van de gistingstemperatuur. Uit het bovenstaande blijkt, dat de gevoeligheid van het gistingsproces m.b.t. instabiliteit in sterke mate afhankelijk is van de buffercapaciteit van het medium en – in het geval van instabiliteit door belastingverhoging – de potentiële methaanvormende activiteit van het slib.

Lange tijd is aangenomen, dat de methaanvorming de beperkende stap is van het omzettingsproces. Naar de huidige inzichten is echter de hydrolyse bepalend voor zowel de snelheid als de mate van vergisting. Dit betekent voor de praktijk, dat een stimulering van de methaanvormende activiteit weliswaar een positieve invloed heeft op de processtabiliteit, maar geen of nauwelijks invloed heeft op de totale gasproductie en de benodigde stabilisatietijd.

Milieufactoren

De belangrijkste milieufactoren, die een

Afb. 2 - Schema van de volledige anaerobe omzetting van organische stof door de groepen van micro-organismen, die betrokken zijn bij de anaerobe gisting.



TABEL II - Belangrijke milieufactoren bij anaerobe gisting.

1. temperatuur
2. pH en bicarbonaatalkaliteit
3. aanwezigheid remmende en/of toxische stoffen
4. aanwezigheid van voldoende – en goed opneembare – voedingszouten zoals N, P, S en spore-elementen.

rol spelen bij de slijkgisting zijn weer gegeven in tabel II.

Temperatuur

De temperatuur heeft een sterke invloed op het gistingsproces. In het algemeen geldt, dat bij toenemende temperatuur tot ca. 60 °C de hydrolyse van onopgelost materiaal sneller en vollediger verloopt. Aangezien bij slibgisting de hydrolyse beperkend is, zal een temperatuurverhoging resulteren in een toename van de gasproductiesnelheid en van de gasproductie per eenheid substraat.

Bij anaerobe gisting worden 4 temperatuurgebieden onderscheiden, nl. psychrofiel (tot 20 °C), mesofiel (20–40 °C), intermediair (40–45 °C) en thermofiel (45–65 °C).

Bij de slijkgisting worden psychrofiel temperaturen vrijwel niet toegepast. Het gistingsproces verloopt dan langzaam en onvolledig, zodat het proces minder geschikt is voor de stabilisatie van geconcentreerde afvalstromen als slib. Wel worden op het ogenblik veelbelovende resultaten verkregen bij de 'koude' vergisting van huishoudelijk afvalwater [8], dat vanwege de lage concentratie aan organisch materiaal om energetische redenen niet verwarmd kan worden.

De vergisting van zuiveringsslib wordt in vrijwel alle gevallen uitgevoerd onder mesofiele omstandigheden, bij een temperatuur tussen 20 °C en 40 °C. Lange tijd is verondersteld, dat de optimale temperatuur

voor slijkgisting bij ca. 33–35 °C ligt. Deze veronderstelling is gebaseerd op de resultaten van batchgewijze experimenten, gepubliceerd door Fair en Moore [9]. Het proces verloopt evenwel ook goed bij temperaturen van 27–30 °C. Bij het verhogen van de procestemperatuur van 27 °C tot 35 °C neemt de gasproductie weliswaar toe, maar de toename is bij een goed gedimensioneerd proces slechts gering. De extra energieproductie is onvoldoende om het slib te verwarmen van 27 °C tot 35 °C, zodat bij verhoging van de procestemperatuur in dit traject de netto energieproductie afneemt. Het is opmerkelijk dat Heukelekian [10] reeds in 1933 uit de toen bekende gegevens had geconcludeerd, dat het verhogen van de temperatuur bij de slijkgisting boven 28 °C geen voordelen bood. Op het ogenblik, nu de energetische aspecten van de waterzuivering steeds belangrijker worden, gaat men er meer en meer toe over een gistingstemperatuur beneden 30 °C toe te passen.

Een verhoging van de procestemperatuur heeft wel tot gevolg dat de gasproductiesnelheid toeneemt en de stabilisatietijd korter wordt. In afb. 3 is de stabilisatietijd uitgezet als functie van de procestemperatuur [3]. In afb. 3 is te zien, dat bij een procestemperatuur van 30 °C een stabilisatietijd van ca. 15 dagen nodig is. De meeste installaties worden evenwel gedimensioneerd voor een verblijftijd van 20 dagen, zodat een voldoende stabilisatie is gewaarborgd. Thermofiele vergisting van zuiveringsslib wordt slechts sporadisch toegepast. Voor- en nadelen van het proces t.o.v. mesofiele vergisting zijn weergegeven in tabel III. Thermofiele vergisting geeft doorgaans geen verhoging van de netto energieproductie, noch een reductie in de proceskosten. Wel treedt er een verbetering op van de ontwaterbaarheid van het slib en van de hygiënische betrouwbaarheid van het residu. Deze laatste voordelen zijn van doorslaggevende betekenis geweest voor de toepassing van thermofiele slibgisting in de grote stedelijke agglomeraties van Moskou en Los Angeles, waar het trans-

port en de afzet van zuiveringsslib problemen opleverde [11].

pH en bicarbonaatalkaliteit

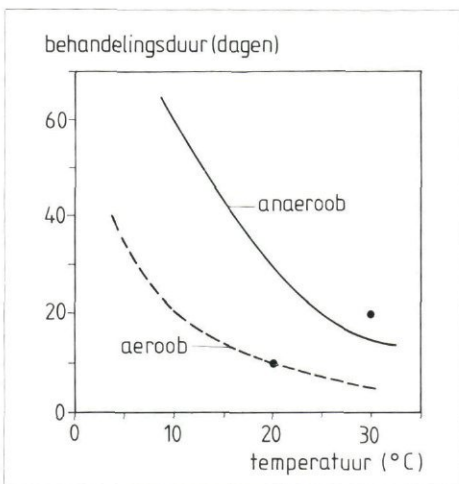
De methaangisting verloopt optimaal bij pH-waarden tussen 6,7 en 7,3. Boven pH 8,3 en beneden pH 5 vindt er nauwelijks methaangisting plaats. Uit onderzoekingen van Clark en Speece [12] naar de vergisting van azijnzuur is gebleken, dat na een kortstondige pH-val tot pH = 5 de gisting zich weer onmiddellijk herstelt nadat de pH op het optimale niveau is teruggebracht. Dit bleek niet het geval te zijn indien de pH gedurende langere tijd op een dergelijk laag niveau werd gehandhaafd. Op grond van deze gegevens en resultaten verkregen op ons laboratorium lijkt het raadzaam verzuurde gistingstanks niet te snel op te geven [13]. Een mogelijke werkwijze voor herstel van een verzuurde gistingstank bestaat uit een verhoging van de pH en het stopzetten van de voeding gedurende enige dagen. Wanneer de concentratie aan vluchtige vetzuren is gedaald kan weer met voeden worden begonnen, zij het met een lage aanvangsbelasting. De pH heeft waarschijnlijk ook een sterke invloed op de snelheid, waarmee de complexe organische bestanddelen in het slib worden gehydrolyseerd. Ook met het oog hierop is het wenselijk de pH in het systeem op een waarde van 6,5 of hoger te handhaven.

Om een optimale pH in het gistingsmedium te waarborgen moet het systeem voldoende bufferend vermogen hebben om veranderingen in de pH, bijv. als gevolg van tijdelijke ophoping van vetzuren, tegen te gaan. In dit verband is de bicarbonaatalkaliteit van groot belang. De bicarbonaatalkaliteit in het medium is sterk afhankelijk van de samenstelling van de voeding, vooral wat betreft de aanwezigheid van kationen als Ca^{2+} , Na^+ en NH_4^+ . Wanneer de concentratie van deze kationen in de voeding onvoldoende is, dient in de regel loog of kalk te worden toegevoegd.

Remmende en giftige stoffen

In tabel IV zijn een aantal stoffen opgesomd, die bij de aangegeven concentraties het gistingsproces negatief beïnvloeden. In de tabel is onderscheid gemaakt tussen stoffen, die al bij extreem lage concentraties, en stoffen die bij gematigde en bij hoge concentraties remmend werken. Kritische concentraties voor remming, zoals bijv. vermeld in tabel IV, zijn echter niet meer dan een indicatie. Immers, de remmende werking van een bepaalde stof hangt dikwijls af van de aanwezigheid van andere stoffen (antagonisme en synergisme), van

Afb. 3 - De relatie tussen de temperatuur en de stabilisatietijd bij aerobe en anaerobe stabilisatie.[3]



TABEL III - Voor- en nadelen van thermofiele t.o.v. mesofiele gisting.

1. Voordelen

- snellere omzetting van organisch materiaal t.g.v. een sneller verloop van de hydrolyse
- vollediger omzetting van organische stof
- betere ontwaterbaarheid van het vergiste materiaal
- vollediger reductie van pathogenen

2. Nadelen

- grotere behoefte aan energie (verwarming)
- hogere investeringskosten (isolatie, warmtewisselaars etc.)
- proces is gevoeliger voor storingen
- slechte kwaliteit slibwater

TABEL IV - Remmende en/of giftige stoffen voor anaerobe gisting.

| | |
|---|---------------------|
| a. Zeer giftig (d.w.z. bij concentraties van 1 ppm en lager) | |
| CH ₂ Cl ₂ , CH ₃ Cl, CCl ₄ etc. | geen aanpassing |
| CN ⁻ | adaptatie mogelijk |
| vrije zware metaal-ionen | geen adaptatie |
| zuurstof | alleen reincultures |
| b. Matig giftig (d.w.z. bij concentraties van 50-500 ppm) | |
| formaldehyde | geen adaptatie |
| sulfiet | enige adaptatie |
| sulfide | enige adaptatie |
| c. Remming bij hogere concentraties | |
| NH ₄ ⁺ | adaptatie mogelijk |
| vluchtige vetzuren | adaptatie mogelijk |
| alkali- en aardalkali | adaptatie mogelijk |

milieu-omstandigheden als de pH en temperatuur én van de mate van aanpassing van de bacteriepopulatie. Vooral het vermogen van bacteriën om zich aan te passen aan bepaalde stoffen maakt het moeilijk algemeen geldende kritische concentraties voor remming van het gistingsproces op te geven. Van de bacteriën in een gistingsinstallatie zijn de methaanvormende bacteriën het meest gevoelig voor veranderingen in de milieu-omstandigheden. Bovendien groeien deze organismen slechts langzaam, zodat een aanpassing aan bepaalde stoffen een lange tijd – tot enige maanden – in beslag kan nemen. Vele onderzoeken naar de invloed van remmende stoffen zijn gebaseerd op zo kort lopende experimenten, dat een aanpassing niet kon plaatsvinden. Het is dan ook goed mogelijk, dat voor geadapteerde bacteriepopulaties de kritische concentratie van sommige remmende stoffen aanzienlijk hoger ligt dan momenteel wordt verondersteld.

Aanwezigheid en beschikbaarheid van voedingsstoffen

Bij de slijkgisting zijn in de regel voldoende voedingsstoffen, zoals N, P en S aanwezig. Behalve dat ze in voldoende mate aanwezig moeten zijn, is het ook noodzakelijk dat de voedingsstoffen in een voor de bacteriën opneembare vorm voorkomen. In het geval van slijkgisting zou er een fosfaatgebrek kunnen optreden bij de toepassing van defosfatering van rioolwater d.m.v. precipitatie met Ca²⁺, Fe³⁺ en Al³⁺, vooral wanneer met een overmaat aan Fe³⁺, Al³⁺ of Ca²⁺ wordt gewerkt. Sudershan et al [14], O'Shaughnessy et al [15] en Grigoropolus [16] vonden geen merkbare invloed van de aanwezigheid van Al³⁺ en Fe³⁺ op het verloop van het gistingsproces. Hsu et al [17] en Gosset e.a. [18] daarentegen vonden een duidelijke afnemning in de gasproductie t.g.v. de dosering

van Al³⁺ en Fe³⁺. Dit werd toegeschreven aan een vertraagde verzuring. Gezien de bovengenoemde tegenstrijdige resultaten is het raadzaam bij de toepassing van een fysisch-chemische P-verwijdering bedacht te zijn op mogelijke consequenties voor de slijkgisting.

Toepassing in de praktijk

Sinds de eerste toepassingen van anaerobe slijkgisting aan het eind van de vorige eeuw, is het proces en de procesvoering aanzienlijk verbeterd. Als gevolg van de lange toepassingsgeschiedenis wordt er in de praktijk een grote verscheidenheid aan uitvoeringsvormen van gistingsinstallaties aangetroffen. De meest toegepaste systemen in ons land zijn het conventionele bedrijf en het hoogbelaste bedrijf. Bij het conventionele bedrijf wordt in de gistingstank niet geroerd, behalve gedurende een korte periode na het toevoegen van vers slib. Door de geringe menging treedt er in de gistingsruimte een stratificatie op. Daarbij zijn van boven naar beneden te onderscheiden: een drijfslaag, een laag slibwater, een laag gistend slib en een bezinklaag, bestaande uit uitgegist slib, zand e.d. Aangezien bij deze bedrijfsvoering het gistingsproces slechts in een gedeelte van de tank plaatsvindt, wordt de tank niet efficiënt gebruikt. De gistingsruimte kan veel beter worden benut wanneer de tankinhoud wordt verwarmd en intensief geroerd en het verse slib meer gelijkmatig wordt toegevoegd. Wanneer die maatregelen worden genomen spreken we van een hoogbelast bedrijf. Door de efficiënte benutting van de gistingsruimte kan het volume van de te installeren gistingstank – en daardoor van de investeringskosten – aanzienlijk worden gereduceerd. Bij de slijkgisting is het gebruikelijk een 2-traps systeem, zoals afgebeeld in afb. 4, toe te passen. De gisting vindt hoofdzakelijk

plaats in de eerste gistingstank die wordt verwarmd en gemengd (hoogbelast). Vanuit deze tank stort het vergiste materiaal over in een tweede, niet-verwarmde en niet-geroerde tank. In de tweede tank vindt nog een geringe gasontwikkeling plaats en kan het slib uitzakken. Periodiek wordt midden uit de tank slibwater en onder uit de tank ingedikt slib afgelaten. De toepassing van een dergelijk 2-trapsproces waarborgt een vérgaande stabilisatie van het eindprodukt, aangezien onvergist materiaal in de overstort van de eerste, intensief gemengde, tank alsnog wordt omgezet. Bij de dimensionering van slijkgistingstanks kan worden uitgegaan van de verblijftijd (in hoogbelaste systemen ca. 20 dagen), de drogestof belasting (bij hoogbelaste systemen ca. 2-4 kg drogestof per m³ gistingsruimte per dag) of het aantal inwoner-equivalenten, dat in de zuiveringsinrichting wordt behandeld. Uiteraard is bij al deze dimensioneringscriteria het drogestof gehalte van het slib van groot belang. Een aantal richtgetallen voor de dimensionering van slijkgistingstanks, zoals die worden gehanteerd door het RIZA zijn samengevat in tabel V. De gasproductie uit zuiveringsslib bedraagt ca. 0,31-0,35 m³ per kg toegevoegde drogestof. De gasproductie is echter sterk afhankelijk van de herkomst en samenstelling van het slib en van de toegepaste procescondities. Het gas bestaat hoofdzakelijk uit

TABEL V - Benodigd volume gistingsruimte in liters per i.e. (RIZA).

| | Mechanische zuivering | Mechanische + biologische zuivering | |
|-------------|-----------------------|-------------------------------------|---------|
| | | oxydatiebed | aeratie |
| < 5000 i.e. | | | |
| onverwarmd | 55 | 110 | 180 |
| verwarmd | 37,5 | 55 | 90 |
| > 5000 i.e. | | | |
| onverwarmd | 65 | 100 | 160 |
| verwarmd | 32,5 | 45 | 80 |

Afb. 4 - Schema van een 2-traps installatie voor de vergisting van zuiveringsslib.

1. Toevoer vers slib

3. Overloop

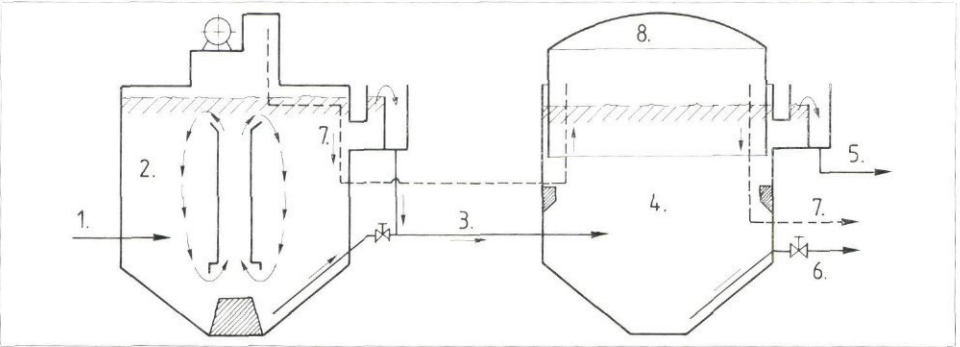
5. Afvoer slijkwater

7. Gasafvoerleidingen
2. Hoogbelaste gistingstank (eerste stap)

4. Conventionele gistingstank (tweede trap)

6. Afvoer ingedikt slib

8. Drijvende gaskap voor de opslag van gas



methaan (ca. 70–75 %) en kooldioxyde (25–30 %). Daarnaast komen in het gas altijd geringe hoeveelheden van andere vluchtige stoffen voor, zoals N- en S-verbindingen. Door het hoge methaangehalte is het gas een uitstekende brandstof: de verbrandingswaarde is ca. 23 MJ/m³.

Aerobe stabilisatie

Zoals al uiteengezet in de inleiding kan slib ook worden gestabiliseerd onder aerobe omstandigheden. Daartoe moet zoveel zuurstof in het slibmengsel worden gebracht, dat er geen anaërobie optreedt. De meest eenvoudige methode van aerobe slijkstabilisatie is beluchting bij omgevings-temperatuur. Onder deze omstandigheden bedraagt de stabilisatietijd ca. 20 dagen (zie afb. 3).

Aangezien er tijdens de stabilisatie naar wordt gestreefd om het zuurstofgehalte op ca. 1 mg/l te houden is er veel energie voor nodig voor de inbreng van de zuurstof, nl. in de orde van grootte van 0.7 kWh elektrisch per kg D.S. toegevoegd. Het energieverbruik bij deze stabilisatiemethode is overigens sterk afhankelijk van het drogestof gehalte van het verse slib. Tegenover het nadeel van een hoog energieverbruik heeft aerobe stabilisatie van slib bij omgevingstemperatuur de volgende voordelen:

- de installatie is zeer eenvoudig
- de technologie is bekend
- het proces is relatief ongevoelig voor storingen.

Het hoge energieverbruik bij de beluchting van slib is ten dele te wijten aan de lange stabilisatietijd. Het is echter gebleken, dat de temperatuur een grote invloed heeft op het verloop van het stabilisatieproces. Zoals is te zien in afb. 3 neemt de stabilisatietijd af bij een toename van de procestemperatuur. Voor de verwarming van het waterrijke rioolslib is echter zoveel brandstof nodig, dat onder deze omstandigheden geen energetische of financiële voordelen worden behaald t.o.v. stabilisatie bij omgevings-temperatuur. Een andere mogelijkheid om het slib te verwarmen is de zgn. autotherme thermofiele aerobe stabilisatie, waarbij gebruik wordt gemaakt van de warmte, die wordt geproduceerd door de micro-organismen. Wanneer slib met een hoog gehalte aan biologisch afbreekbaar materiaal wordt behandeld bij een voldoende grote toevoer van zuurstof, zullen de organismen zoveel warmte produceren en aan het milieu afgeven, dat de temperatuur van het slibmengsel een waarde van 45–50 °C kan bereiken. Uiteraard moet hiervoor de stabilisatietank worden geïsoleerd.

De reductie van de stabilisatietijd t.g.v. de toeneming van de temperatuur maakt het mogelijk, dat het volume van de stabilisatietank kleiner wordt en het energieverbruik geringer. Daar staat tegenover, dat het thermofiele proces meer begeleiding vereist en gevoeliger is voor storingen, bijv. door een onderbreking in de aanvoer van vers slib.

Tenslotte kan ook compostering van zuiveringsslib, al dan niet opgemengd met zaagsel e.d., worden beschouwd als een vorm van aerobe stabilisatie. In het kader van deze cursus wordt deze behandelingsmethode uitgebreid behandeld door Ponsen [19].

Kenmerkende verschillen tussen anaerobe en aerobe stabilisatie

De meest kenmerkende verschillen tussen anaerobe en aerobe stabilisatie, die van belang zijn voor een afweging van deze processen in de praktijk, zijn uiteengezet in tabel VI. Uit de berekeningen in deze tabel blijkt, dat anaerobe stabilisatie bij benadering evenveel primaire energie oplevert als bij de aerobe stabilisatie wordt verbruikt.

Het grote verschil in de energiehuishouding van beide processen heeft een grote invloed op de exploitatiekosten. Vooral nu de energieprijzen sterk stijgen en men bij het ontwerpen van zuiveringsinstallaties een grote rol toekent aan het totale energieverbruik, ligt het voor de hand, dat het energetisch zeer aantrekkelijke proces van anaerobe stabilisatie in verreweg de meeste gevallen wordt toegepast. Alleen wanneer de gisting naar verwachting regelmatig wordt verstoord, bijv. door een frequente aanwezigheid van verschillende remmende stoffen, wordt de toepassing van aerobe stabilisatie overwogen.

Slot

Tot slot moet worden opgemerkt, dat het ook mogelijk is bij de biologische behandeling van afvalwater slib te produceren, dat al vergaand is gestabiliseerd en geen verdere behandeling hoeft te ondergaan. Bij deze zuiveringsmethoden is de zuivering

van afvalwater gecombineerd met slibstabilisatie. Ook hier geldt dat deze methoden zowel onder aerobe als onder anaerobe omstandigheden kunnen worden uitgevoerd. Wanneer bij aerobe zuivering een zeer lage slibbelasting (0,05–0,1 kg BZV/kg slib.dag) wordt toegepast zoals bijvoorbeeld in een pasveersloot, is het geproduceerde surplus slib vrijwel 'uitgehongerd' en stabiel genoeg om gedroogd te worden op droogbedden. Het nadeel van deze zuiveringsmethode is de hoge energiebehoefte nl. ongeveer 24 kWh/i.e./jaar. Ter vergelijking, de energiebehoefte van een conventionele mechanisch/biologische zuivering bedraagt ca. 10–12 kWh/i.e./jaar. Om deze reden en het grote benodigde grondoppervlak per i.e. worden zuiveringsmethoden met een lage slibbelasting vrijwel alleen toegepast in kleine gemeentes, waar het installeren van meer gecompliceerde zuiveringssystemen niet aantrekkelijk is.

Een directe anaerobe behandeling van afvalwater is ook mogelijk. Dit is te danken aan de ontwikkeling van het zgn. UASB-proces, waarin het mogelijk is ook verdund afvalwater anaeroob te behandelen dankzij een efficiënte retentie van het slib in de reactor.

Momenteel wordt dit proces op semi-technische schaal onderzocht [8]. De eerste resultaten van het onderzoek geven aan dat zelfs bij een temperatuur van 5–15 °C en een verblijftijd van 12 uur een CZV-reductie behaald kan worden van 60–75 %. Ca. 20 % van de verwijderde CZV wordt in de vorm van surplusslib gespuid. Ook dit slib is verregaand gestabiliseerd. Aangezien bij de directe anaerobe behandeling de zuivering onvolledig is, moet het effluent van de anaerobe installatie nog een nabehandeling ondergaan.

De titel van deze cursus is 'Slib opnieuw bekeken'. Gezien recente ontwikkelingen op het gebied van de afvalwaterzuivering, zoals de hierboven aangegeven mogelijkheden voor een directe anaerobe behandeling van huishoudelijk afvalwater, ligt het voor de hand dat bij het opnieuw 'bekijken' van slib niet uitsluitend wordt uitgegaan van het slib, zoals dat momenteel wordt geproduceerd, maar dat meer dan tot nu toe aandacht moet worden geschonken aan de relatie tussen de toegepaste zuiveringsprocessen en het daarbij geproduceerde slib.

Literatuur

1. Spoelstra, F. *Microbial aspects of the formation of malodorous compounds in anaerobically stored piggery wastes*. Proefschrift, Landbouwhogeschool Wageningen, 1978.
2. Heide, B. A. *Mileu-effecten van slibverwerking*